بررسی چرخه حیات (LCA) نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد

سرور خرم دل[1*]، علیرضا کوچکی[2]، مهدی نصیری محلاتی[2] و عبداله ملافیلابی[3]

تاریخ دریافت: 1394/08/20
تاریخ پذیرش: 1395/03/12

خرم دل، س.، کوچکی،ع.، نصیری محلاتی، م.، و ملافیلابی، ع.1398. بررسی چرخه حیات (LCA) نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد. بوم‌شناسی کشاورزی، 11 (3): 939-925.

چکیده

چرخه حیات (LCA) رویکردی برای ارزیابی اثرات زیست محیطی تولید محصول یا انجام یک فعالیت است که بر اساس دو شاخص میزان مصرف منابع و انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط زیست محاسبه می‌گردد. بدین منظور، این مطالعه با هدف تعیین اثرات زیست محیطی نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد با استفاده از LCA انجام شد. بمنظور تجزیه و تحلیل اثرات زیست محیطی، از روش ISO 14040 به ازای یک واحد کارکردی معادل با یک تن دانه استفاده شد. بدین ترتیب، میزان نهاده‌های ورودی (از جمله سوخت‌های فسیلی و کودهای معدنی)، تولید و نقل و انتقال نهاده‌های کشاورزی (نظیر تولید کودهای شیمیایی) و عملیات بکارگرفته شده در مزرعه (شامل شخم و برداشت) به ازای یک واحد کارکردی تعیین گردید. در گام اول، ممیزی چرخه حیات (LCI)، میزان مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌ها به ازای یک واحد کارکردی تعیین شد. در مرحله بعد، ارزیابی تأثیر چرخه حیات (LCIA) انجام گرفت و بر اساس شاخص‌هایی اطلاعات مرحله قبل در شش گروه تأثیر شامل تخلیهٔ منابع (نظیر مصرف سوخت‌های فسیلی و کودهای معدنی فسفر و پتاسیم)، تغییر کاربری اراضی، تغییر اقلیم (گرمایش جهانی)، سمیّت (جوامع انسانی، بوم‌نظام‌های خشکی و آبی)، اسیدی شدن اراضی و اوتریفیکاسیون (بوم نظام‌های خشکی و آبی) دسته‌بندی شدند. در نهایت، بعد از نرمال‌سازی و وزنی‌سازی داده‌ها شاخص زیست محیطی (EcoX)که نشاندهنده سهم نظام مورد مطالعه در میزان مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌ها می‌باشد، محاسبه گردید. محاسبه شاخص زیست محیطی نشان داد که بیشترین سهم نظام تولیدی ذرت به ترتیب برای گروه‌های مؤثر اسیدی شدن (2/59) و تغییر اقلیم (0/61) حاصل شد. بدین ترتیب، با توجه به نتایج و بمنظور کاهش اثرات زیست محیطی نظام تولید ذرت چنین بنظر می‌رسد که می‌توان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی همچون کاربرد نهاده‌های آلی، تناوب، گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و خاکورزی حداقل بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده برای کاهش این اثرات زیست محیطی بهره جست.

واژه‌های کلیدی: اثرات زیست محیطی، ارزیابی تأثیر چرخه حیات، انتشار، مصرف منابع

مقدمه

اگرچه هدف اساسی هر نظام کشاورزی، افزایش عملکرد است، ولی بوم‌نظام‌های زراعی بایستی بتوانند پایداری تولید محصولات در درازمدت، حفاظت از منابع پایه، کاهش آلودگی‌های زیست محیطی و در نهایت ثبات تولید را تضمین کنند (Singh et al., 2009). بنابراین، مشخص است که بایستی یک فعّالیّت از نظر اقتصادی و زیست محیطی پایدار باشد (Barbier, 1987). بدین ترتیب، می‌بایستی اثرات زیست محیطی فعّالیّت‌های مختلف کشاورزی را بوسیله دامنه‌ای از مقیاس‌های مکانی[4] از سطح مزرعه تا سطح ملی تجزیه و تحلیل کرد

1- دانشیار گروه اگروتکنولوژی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد
2- استاد گروه اگروتکنولوژی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد
3 - استادیار گروه زیست فناوری مواد غذایی، مؤسسه پژوهشی علوم و صنایع غذایی، مشهد، ایران
(*- نویسنده مسئول: Email: khorramdel@um.ac.ir)
Doi:10.22067/jag.v11i3.51337

4- Spatial scales

(OECD, 2001).

به منظور ارزیابی اثرات زیست محیطی روش‌های مختلفی وجود دارد (Schröder et al., 2003) که از جمله می‌توان نقشه برداری خطرات زیست محیطی[1] (ERM)، ارزیابی چرخهٔ حیات[2] (LCA)، ارزیابی اثرات زیست محیطی[3] (EIA)، نظام چند عاملی[4] (MAS)، رهیافت برنامه‌نویسی خطی چندگانه[5] (LP) و شاخص‌های زیست محیطی- کشاورزی[6] (AEI) را نام برد (Payraudeau & van der Werf, 2005). با استفاده از رهیافت‌های ذکر شده می‌توان اثرات زیست محیطی فعّالیّت‌های مختلف را ارزیابی و آن‌ها را تجزیه و تحلیل نمود. اکرت و همکاران (Eckert et al., 1999) بیان داشتند که بررسی عملکرد زیست محیطی نظام‌های تولید امری مهم و ضروری برای ارزیابی میزان پایداری آنها محسوب می‌شود. در همین راستا، تعداد زیادی از محققان (Brentrup et al., 2001; Brentrup et al., 2004 a; Brentrup et al., 2004 b; Finkbeiner et al., 2006; Roy et al., 2009) بر این باورند که با توجه به دامنهٔ کارکردهای رهیافت LCA، این روش مناسب‌ترین رویکرد برای ارزیابی پایداری فعّالیّت‌های مختلف کشاورزی می‌باشد.

LCA، روشی است که برای ارزیابی اثرات زیست محیطی مرتبط با تولید محصول یا فرآیند خاص بوسیله محاسبه دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط زیست تعیین می‌شود (Brentrup et al., 2004 a; Roy et al., 2009; Van Zeijts et al., 1999). میسترلینگ و همکاران (Meisterling et al., 2009) با محاسبه LCA برای نظام‌های تولید گندم و نان تحت مدیریت ارگانیک و رایج آمریکا از نظر پتانسیل گرمایش جهانی، نشان دادند که تولید یک کیلوگرم نان در نظام ارگانیک نسبت به نظام رایج، 30 کیلوگرم دی اکسید کربن کمتر تولید می‌کند. برنتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004b) با بررسی اثرات زیست محیطی مقادیر مختلف کود نیتروژن در نظام‌های تولید گندم زمستانه در آلمان با استفاده از LCA گزارش نمودند که در سطوح پایین مصرف کود نیتروژن، تغییر کاربری اراضی و در سطوح بالا اوتریفیکاسیون عوامل کنترل‌کننده LCA بودند. مونتی و همکاران (Monti et al., 2009) با ارزیابی LCA اعلام داشتند که با جایگزین کردن گیاهان چندساله در نظام‌های زراعی رایج می‌توان اثرات زیست محیطی ناشی از تولید دی اکسید کربن و آبشویی نیترات را بیش از 50 درصد کاهش داد. کانالز و همکاران (Cannals et al., 2007) نیز با مطالعه اثرات زیست محیطی فرآورده‌های اقتصادی بر محتوی مادهٔ آلی خاک با استفاده از LCA، آن را شاخصی مناسب برای ارزیابی نظام‌های تولیدی توصیه نمودند. نای و همکاران (Nie et al., 2010) با بررسی اثرات نظام‌های مختلف کشت مخلوط و تک‌کشتی بیان داشتند که کشت مخلوط باعث کاهش اثرات سوء تولید بر محیط زیست شد. برنتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2001) بر این باورند که محاسبه LCA حتی می‌تواند مشکلات فرآیندهای نظام تولیدی از قبیل مصرف منابع و تغییر کاربری اراضی را نیز مشخص نماید. به منظور بررسی گروه‌های مختلف LCA در فعّالیّت‌های کشاورزی، می‌بایست اثرات زیست محیطی ناشی از مصرف مستقیم و غیرمستقیم فعّالیّت‌های مختلف در نظر گرفته شود (Brentrup et al., 2002 b; Brentrup et al., 2004 a). با توجه به این مطالب، تعدادی از مهمترین گروه‌های مؤثر مورد استفاده برای ارزیابی چرخهٔ حیات در فعّالیّت‌های کشاورزی در ذیل ارائه شده است:

الف) تخلیه منابع[7]: این گروه تأثیر شامل مصرف سوخت‌های فسیلی و انواع کودهای معدنی می‌باشد که با شاخص تخلیه منابع[8] سنجیده می‌شود (Brentrup et al., 2002 a).

ب) تغییر کاربری اراضی: از آنجا که فعّالیّت‌های کشاورزی باعث تغییر کاربری اراضی و تبدیل آنها به زمین‌های زراعی می‌شوند، لذا میزان این تأثیر، با استفاده از شاخصی موسوم به ضریب تخریب منابع طبیعی[9] (NDI) برآورد می‌گردد. بدین ترتیب، به منظور محاسبه این شاخص، مساحت زمین مورد نیاز به ازای هر واحد کارکردی در ضریب تأثیر مربوطه ضرب می‌شود (Brentrup et al., 2002 b).

ج) تغییر اقلیم (گرمایش جهانی): انتشار گازهای گلخانه‌ای منجر به گرمایش غیرطبیعی سطح کرهٔ زمین می‌شود که در نتیجه تغییر اقلیم در سطح ناحیه‌ای و جهانی را به دنبال دارد. از این تأثیرات زیست محیطی تحت عنوان «گرمایش جهانی» یاد می‌شود. در همین راستا، گزارش شده است که فعّالیّت‌های انسانی، باعث انتشار 65

1- Environmental risk mapping (ERM)
2- Life cycle assessment (LCA)
3- Environmental impact assessment (EIA)
4- Multi-agent system (MAS)
5- Multiple linear programming (LP) approaches
6- Agro-environmental indicators (AEI)
7- Resource depletion (RD)
8- Resource depletion index (RDI)
9- Naturalness degradation index (NDI)

درصد دی‌اکسید کربن، 20 درصد متان، 10 درصد گازهای هالوژنه و 5 درصد اکسیدهای نیتروژن به اتمسفر می‌شود (EEA, 1998). برای برآورد این گروه تأثیر، ضرایب تأثیر گازهای مختلف بر اساس دی‌اکسید کربن بیان می‌شود (Houghton et al., 1993; ISO, 2006).

د) ایجاد سمیّت (سمّی شدن)[1]: این گروه تأثیر شامل کلیه مواد سمّی تولید شده تحت مدیریت نظام تولیدی است که برای سلامت انسان و بوم‌نظام‌ها مضر می‌باشند. از جمله این مواد، انواع آلاینده‌های معدنی (شامل آمونیاک، دی‌اکسید گوگرد و اکسیدهای نیتروژن)، سموم مورد استفاده برای حفاظت و انواع کودهای شیمیایی بهبوددهندهٔ رشد گیاهان می‌باشند (Brentrup et al., 2004 a; Stanners & Bourdeau, 1995) که توسط دو شاخص مسمومیّت انسانی[2] و اکوسیستمی[3] ارزیابی می‌شود (Margni et al., 2002).

ه) اسیدی شدن/ شور شدن اراضی: شاخص مربوط به این گروه تأثیر در مطالعات کشاورزی، بر اساس میزان ورود املاح یا ترکیبات معدنی به خاک برآورد می‌شود (Huijbregts, 2001).

و) اوتریفیکاسیون: از آنجا که منبع تشدیدکننده اوتریفیکاسیون در اکوسیستم‌های خشکی، ورود آمونیاک و انواع اکسیدهای نیتروژن و برای بوم‌نظام‌های آبی ورود انواع ترکیبات نیتروژن و فسفر به آب‌های سطحی می‌باشد، لذا میزان تأثیر این گروه تأثیر در فعّالیّت‌های کشاورزی، بطور جداگانه بر اساس ضرایب مشخصی برای بوم‌نظام‌های خشکی و آبی برآورد می‌شود (Finnveden & Potting, 1999).

اگرچه دامنهٔ کاربرد LCA در زمینهٔ فعّالیّت‌های کشاورزی در مقایسه با فعّالیّت‌های صنعتی بسیار زیاد می‌باشد، ولی گزارشات اندکی در مورد تجزیه و تحلیل نظام‌ها و فرآیندهای مختلف کشاورزی با استفاده از این رویکرد وجود دارد. بنابراین، با توجه به اهمیت ارزیابی LCA و از آنجا که تاکنون نتایج منتشر شده‌ای در کشور وجود ندارد، اثرات زیست محیطی نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد با استفاده از این رهیافت مورد ارزیابی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

به منظور محاسبه LCA برای نظام تولید ذرت، با انجام تغییراتی از روش ISO 14040 استفاده شد (ISO, 2006). بدین ترتیب، مراحل چهارگانه محاسبه LCA به شرح زیر انجام شد:

مرحله اول- تعریف اهداف و حوزهٔ عمل مطالعه[4]: در این مرحله اثرات زیست محیطی نظام تولید ذرت دانه‌ای بر اساس میزان مصرف نهاده‌ها به ازای یک واحد کارکردی در شرایط آب و هوایی مشهد تعیین شد. «واحد کارکردی» مطابق با برخی مطالعات مشابه (Brentrup et al., 2004a; Brentrup et al., 2004b)، معادل با یک تن دانه ذرت در نظر گرفته شد.

مرحله دوم- آنالیز ممیزی چرخهٔ حیات (LCI)[5]: در این مرحله، اثرات زیست محیطی متأثر از کارکرد بوم‌نظام تولید ذرت (شامل انتشار مواد مختلف از جمله گازهای گلخانه‌ای، مواد معدنی (نظیر کودها) و فلزات سنگین (کادمیم) به اتمسفر، خاک و آب (Finkbeiner et al., 2006)) بر اساس استانداردهای بین المللی برآورد شد. لازم به ذکر است در مواردی که اطلاعات خاص برای ذرت در کشور در دسترس نبود، از منابع مختلف استفاده شد (Brentrup et al., 2004 a).

از آنجا که طی عملیات مکانیزه ذرت از دو نوع تراکتور جاندیر و مسی فرگوسن استفاده می‌شود، لذا میزان سوخت مصرفی به ازای تولید یک تن دانه با استفاده از معادله 1 محاسبه شد:

$$\text{میزان سوخت مصرفی}\ (\text{l.ha}^{-1}) = 0/06\times0/73\times3/78\times P_{PTO} \qquad \text{معادله (1)}$$

در این معادله، P_{PTO}: قدرت PTO می‌باشد که برابر با 0/75 قدرت اسمی موتور در نظر گرفته شد (Koocheki, 1993).

ضریب انتشار آمونیاک (NH_3-N) 17 درصد نیتروژن مصرف شده در قالب کود اوره در نظر گرفته شد (Brentrup et al., 2000; Diaz Goebes et al., 2003). میزان انتشار N_2O-N از کل نیتروژن مصرف شده بر اساس گزارش مجمع بین‌المللی تغییرات آب و هوایی[6] (IPCC) یک درصد نیتروژن مصرفی به شکل اوره و میزان انتشار NO_x-N برابر 10 درصد میزان انتشار N_2O در نظر گرفته شد (Gasol et al., 2007). میزان انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای به اتمسفر شامل N_2O، CO_2 و CH_4 به ازای مصرف هر لیتر سوخت

1- Toxicity
2- Human toxicity index (HTI)
3- Ecosystem toxicity index (ETI)

4- Goal and scope definition
5- Life cycle inventory (LCI) Analysis
6- Intergovernmental panel on climate change (IPCC)

فسیلی (گازوئیل) بـه ترتیـب برابـر $18/1\times10^{-6}$، 2/73 و 173×10^{-6} کیلوگرم در نظر گرفته شد (Tzilivakis et al., 2005).

مرحله سوم- ارزیابی تأثیر چرخهٔ حیات (LCIA)[1]: در این مرحله برای هر یک از گروه‌های مؤثر زیست محیطی از ضـریب مشخصه[2] (CF) استفاده شد. گروه‌های مؤثر در ایـن مطالعـه شـامل توانایی بالقوه تخلیهٔ منابع (شامل سـوخت‌هـای فسـیلی و کودهـای معدنی فسفر و پتاسیم)، تغییر کاربری اراضی، تغییر اقلـیم (گرمـایش جهانی)، سمیّت (شامل انسانی و اکولـوژیکی (بـرای بـوم‌نظـام‌هـای خشکی و آبی))، اسیدی شدن اراضی و اوتریفیکاسیون (بوم‌نظام‌هـای خشـکی و آبـی) بودنـد (Brentrup et al., 2004 a; Nie et al., 2010).

در گروه تأثیر اول، ضرایب مشخصـه گازوئیـل (کیلـوگرم)، گـاز طبیعی (متر مکعب)، کود فسفر (به ازای کیلوگرم P_2O_5) و پتاسیم (به ازای کیلوگرم K_2O) به ترتیـب 42/868، 31/736، 0/250 و 0/105 در نظر گرفته شد (Brentrup et al., 2004 a). در گروه تـأثیر دوم، مقدار زمین مورد نیاز برای تولید دانه ذرت در مقدار پتانسیل تخریـب طبیعت برای هر هکتار در یک سال زراعـی معـادل 0/8 ضـرب شـد (Brentrup et al., 2004 a). در گروه تأثیر سوم، از پتانسیل گرمایش جهانی بوم‌نظام‌های کشاورزی در تغییر اقلیم، استفاده شد (Brentrup et al., 2004 a). از آنجا که پتانسیل گازهـای گلخانـه‌ای در ایجـاد گرمایش جهانی متفاوت می‌باشد، لذا پتانسـیل گازهـای مختلـف بـر اساس دی اکسید کربن بیان شد. بر این اسـاس، پتانسـیل گرمـایش متان و اکسید نیترو بـه ترتیـب 21 و 310 برابـر پتانسـیل گرمـایش جهانی دی اکسید کربن در نظر گرفته شد (Brentrup et al., 2004 a). در گروه تأثیر چهارم، اثر سمیّت تمامی مواد سمّی منتشر شـده در گروه‌های آلاینـده‌هـای غیرآلـی (ماننـد NH_3، SO_2، NO_x و CO)، فلـزات سـنگین (کـادمیم بـه عنـوان ناخالصـی کودهـای فسـفاته (Goedkoop & Spriensma, 1999; Huijbregts, 2001) بـرای جوامع انسانی و بوم‌نظام‌های خشکی و آبی بررسی شد (Brentrup et al., 2004 a). در گروه تأثیر پنجم، پتانسیل اسـیدی شـدن بوسـیله انتشار SO_2، NO_x و NH_3 به محیط بررسی شـد کـه ایـن مـواد بـه ترتیب از سوختن مواد نفتی، سوختن وسایل نقلیـه و تبخیـر ناشـی از مصرف انواع کودهای نیتروژن‌دار شیمیایی بویژه اوره در بوم‌نظام‌های زراعی منشأ می‌گیرنـد (EEA, 1998). ضـرایب مشخصـه پتانسـیل اسیدی شدن برای NO_x و NH_3 به ترتیب 0/28 و 1/30 برابـر SO_2 در نظر گرفته شد (Brentrup et al., 2004 a). گروه تأثیر ششم در دو زیرگروه اوتریفیکاسیون برای بوم‌نظام‌های خشـکی و آبـی مـورد بررسی قرار گرفت. پتانسیل اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی بر اساس معادل NO_x (پتانسیل هر واحد NH_3 پنج برابـر NO_x در نظـر گرفته شد) (Huijbregts, 2001) و در بوم‌نظام‌های آبـی بـر اسـاس معادل PO_4 (پتانسیل هر واحد NO_3، NO_X و NH_3 به ترتیب برابـر بـا 0/1، 0/13 و 0/35 برابـر PO_4 در نظـر گرفتـه شـد) بیـان شـد (Huijbregts & Seppälä, 2000). به ایـن ترتیـب، در پایـان ایـن مرحله، اثرات زیست محیطی بـوم‌نظـام تولیـد ذرت در شـرایط آب و هوایی مشهد بر این شش گروه بصورت کمّی تعیین شد. سپس، میزان تأثیر هر یک از این گروه‌ها به ازای یک واحـد کـارکردی بـر اسـاس معادله (2) در ضریب تأثیر مربوطه ضرب شد:

$$Ii = \sum (Rj, Ej) \times CFij \qquad (2)$$ معادله (2)

در این رابطه، R_j و E_j: به ترتیب مقدار مصرف منبـع j و میـزان انتشار ماده j در واحد کارکردی، CF_{ij}: ضـریب تـأثیر مربوطـه بـرای انتشار یا مصرف منبع j و I_i: میزان تأثیر گروه iام می‌باشند.

با توجه به اینکه مقادیر محاسبه شده برای هر گروه تأثیر ممکـن است معیار دقیقی از شدت تأثیر آن گـروه نباشـد، لـذا شـاخص‌هـای مربوط به هر گروه بر اساس دستورالعمل ایزو و با اسـتفاده از معادلـه (3) نرمال‌سازی شدند (Guinée, 1996; Guinée, 2001):

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i,ref}} \qquad (3)$$ معادله (3)

در این معادله، N_i: مقدار نرمال‌سازی شده شاخص گروه تأثیر i به ازای واحد کارکردی، I_i: مقدار محاسبه شده (غیرنرمال) شاخص گروه تأثیر i به ازای واحد کارکردی و $I_{i,ref}$: مقدار شاخص مربـوط بـه هـر گروه در شرایط مرجع می‌باشد. مقادیر نرمال‌سازی[3] برای گـروه‌هـای مؤثر مورد بررسی در جدول 1 ارائه شده است.

1- Life cycle impact assessment (LCIA)
2- Characterization factor (CF)
3- Normalization value (NV)

جدول 1- مقادیر نرمال‌سازی و موزون‌سازی برای انواع گروه‌های مؤثر مورد مطالعه (Brentrup et al., 2004 a; Nie et al., 2010; Wang et al., 2007)

Table 1- Normalization values and weighting factors for the different impact categories (Brentrup et al., 2004 a; Nie et al., 2010; Wang et al., 2007)

گروه تأثیر Impact category	زیر گروه Sub-category	واحد Unit	مقدار نرمال‌سازی Normalization value	مقدار موزون‌سازی Weighting factor
تخلیه منابع غیرقابل تجدید Depletion of abiotic resources	مصرف فسفر P consumption	kg P_2O_5	7.66	1.20
	مصرف پتاسیم K consumption	Kg K_2O	8.14	0.30
	مصرف سوخت‌های فسیلی Consumption of fossil fuels	MJ	1.33×105	1.05
تغییر کاربری زمین Land use		ha yr	1.86×104	1
تغییر اقلیم Climate change		kg CO_2- equiv.	9.73×103	1.06
سمیّت Toxicity	انسان Human	DALY	7.50×10-3	0.14
	بوم‌نظام خشکی Terrestrial ecosystem	kg 1,4 DCB-equiv.	1.15×105	0.09
	بوم‌نظام آبی Aquatic ecosystem	kg 1,4 DCB-equiv.	2.88×105	0.11
اسیدی شدن Acidification		kg SO_2- equiv.	47.7	1.06
اوتریفیکاسیون Eutrophication	بوم‌نظام خشکی Terrestrial ecosystem	kg NO_x- equiv.	60.7	1.26
	بوم‌نظام آبی Aquatic ecosystem	kg PO_4- equiv.	8.56	1.44

سپس، به منظور لحاظ کردن شدت تأثیر هر گروه تأثیر، شاخص‌های نرمال شده موزون‌سازی شدند. جهت تعیین وزن هر گروه تأثیر از روش برانتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004 a) استفاده شد (معادله 4):

$$W_{ijk} = \frac{C_{ijk}}{T_{ijk}} \quad \text{(4) معادله}$$

در این معادله، W_{ijk}: وزن شاخص i در منطقه j در سال k، C_{ijk}: مقدار فعلی شاخص i در منطقه j در سال k و T_{ijk}: مقدار هدف برای شاخص i در منطقه j در سال k بود.

مرحله چهارم- تلفیق و تفسیر نتایج[1]: در آخرین مرحلـه، نوعی شاخص زیست‌محیطی تحت عنوان شاخص بوم‌شناختی[2] (EcoX) با استفاده از معادلـه (5) محاسبه شد (Brentrup et al., 2004 a):

$$EcoX = \sum Ni \times W_i \quad \text{(5) معادله}$$

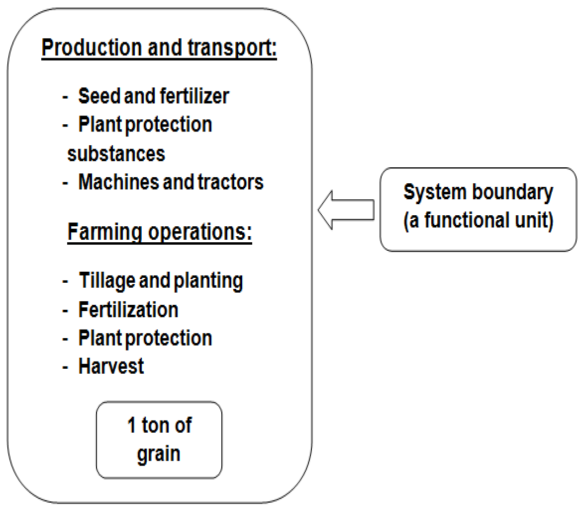
در این معادله، EcoX: شاخص زیست محیطی بوم شناختی به ازای واحد کارکردی، N_i: مقدار نرمال شده برای هر گروه تأثیر و W_i: وزن مربوط به هر یک از مقادیر N_i می‌باشد.

1- Integration and interpretation

2- Eco-index

نتایج و بحث

در مرحله اول آنالیز چرخهٔ حیات که تعریف اهداف و حوزهٔ عمل مطالعه بود، یک واحد کارکردی نظام تولید ذرت (معادل با یک تن دانه) مشخص شد. سپس میزان نهاده‌های مصرفی و نوع عملیات بکار گرفته شده به ازای هر واحد کارکردی این نظام تولیدی تعیین شد. بر این اساس در یک واحد کارکردی ابتدا بذر، کود و مواد حفاظت کنندهٔ گیاهی از قبیل سموم و علف‌کش‌ها به نظام تولیدی وارد و بعد از آن عملیات زراعی شامل آماده‌سازی زمین و به دنبال آن کاشت انجام می‌شود. در مرحله داشت، به منظور حفاظت و بهبود رشد گیاه از کود، سموم و علف‌کش‌ها استفاده می‌شود. بعد از پایان دوره رشد، دانه برداشت می‌شود (شکل 1).



شکل 1- نمودار زنجیره‌ای مراحل مختلف تولید دانه ذرت در یک واحد کارکردی
Fig. 1- The corn production system, a flow chart of material in the production chain

میزان اکسید نیترو تولید شده 0/15 کیلوگرم به ازای تولید یک تن دانه برآورد گردید (جدول 2) که این میزان عمدتاً شامل تلفات مستقیم کودهای مصرفی و تلفات غیرمستقیم (ناشی از انتشار آمونیاک و نیترات) می‌باشد. نتایج برخی بررسی‌ها (Brentrup et al., 2004 a) نیز نشان داده است که انتشار اکسید نیترو در بوم‌نظام‌های زراعی به میزان زیادی وابسته به شدت مصرف کودهای نیتروژن‌دار می‌باشد. بدین ترتیب، مشخص است که کل تولید و انتشار اکسید نیترو وابسته به تولید و مصرف کودهای نیتروژن‌دار می‌باشد. البته لازم به ذکر است که علاوه بر انتشار اکسید نیترو در زمان تولید و مصرف کودهای نیتروژن‌دار، بخشی از این آلاینده نیز تحت تأثیر فرآیندهای دنیتریفیکاسیون و نیتریفیکاسیون در خاک به محیط پراکنده می‌شوند (Annual Energy Outlook, 1997; Brentrup et al., 2002 a; Brentrup et al., 2002 b; Brentrup et al., 2004 a; Brentrup et al., 2004 b).

میزان انتشار اکسیدهای نیتروژن برای نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد 0/32 کیلوگرم به ازای تولید یک تن دانه برآورد شد (جدول 2). برانتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004 a) میزان انتشار این گاز را برای گندم زمستانه 21 درصد به ازای یک تن دانه در شرایط آب و هوایی آلمان گزارش نمودند. دلیل این تفاوت عمدتاً ناشی از مصرف بالاتر کودهای نیتروژن‌دار برای ذرت در مقایسه با گندم می‌باشد (جدول 2). نتایج برخی تحقیقات (Annual Energy Outlook, 1997; Brentrup et al., 2000; Brentrup et al., 2004 a; Brentrup et al., 2004 b) نشان داده است از آنجا که میزان آمونیاک انتشار یافته در بوم‌نظام‌های مختلف زراعی بعد از مصرف کودهای نیتروژن‌دار رخ می‌دهد، لذا افزایش مصرف کودهای نیتروژن‌دار، می‌تواند افزایش انتشار این گاز را به دنبال داشته باشد.

جدول 2- میزان انواع آلاینده‌های منتشره به بخش‌های مختلف محیط زیست به ازای یک واحد کارکردی ذرت
Table 2- Emissions to different sections of environment in a functional unit of a corn production system

نام ماده Material name	واحد Unit	مقدار Value	منبع Reference
انتشار در هوا Emission to atmosphere			
N_2O	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	0.15	(Bouwman, 1995)
NO_x	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	0.32	(Brentrup et al., 2004 a; Yang et al., 2002)
NH_3	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	1.47	(Brentrup et al., 2004 a; Yang et al., 2002)
CO_2	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	9.54	(Brentrup et al., 2004 a; Yang et al., 2002)
SO_2	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	0.43	(Brentrup et al., 2004 a; Yang et al., 2002)
CH_4	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	0.01	(Brentrup et al., 2004 a; Yang et al., 2002)
انتشار در آب Emission to water			
NO_3	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	14.25	(Brentrup et al., 2004 a)
Ntot	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	19.13	(Brentrup et al., 2004 a)
Ptot	کیلوگرم به ازای یک تن دانه kg per one ton seed	0.02	(Brentrup et al., 2004 a)
انتشار در خاک Emission to soil			
Cd	کیلوگرم به ازای یک تن دانه mg per one ton seed	987.93	(Brentrup et al., 2004 a)

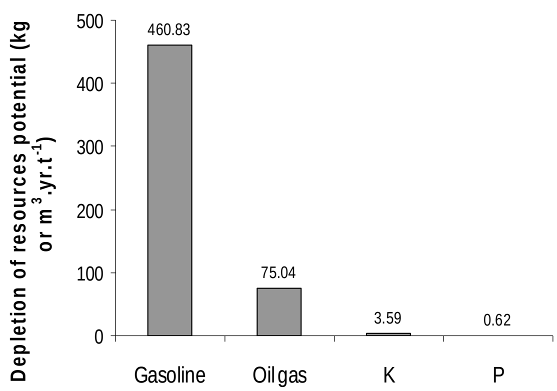
مقدار دی اکسید کربن منتشر شده به هوا 9/54 کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد (جدول 2). در همین راستا نتایج برخی بررسی‌ها (Brentrup et al., 2002 a; Brentrup et al., 2004 b) نشان داده است که بخش زیادی از انتشار دی اکسید کربن تحت تأثیر فعّالیّت‌های کشاورزی عمدتاً مربوط به تولید و انتقال نهاده‌های ورودی به مزرعه (74 درصد از کل دی اکسید کربن منتشر شده) بوده و بقیه مربوط به استفاده از ماشین آلات (26 درصد از کل دی اکسید کربن منتشر شده) می‌باشند. بدین ترتیب، چنین بنظر می‌رسد که در صورت اعمال مدیریت کم‌نهاده بوم‌نظام زراعی بتوان از هر دو طریق ذکر شده در فوق و بویژه تحت تأثیر کاهش انتشار دی اکسید کربن ناشی از انتقال نهاده‌های ورودی به مزرعه کاهش انتشار این آلایندهٔ مهم گلخانه‌ای به اتمسفر و پیامدهای ناشی از آن را موجب شد.

مقدار دی‌اکسید گوگرد انتشار یافته به اتمسفر به ازای یک واحد کارکردی ذرت 0/43 کیلوگرم به ازای یک تن دانه برآورد گردید (جدول 2). مقدار انتشار نیترات و نیتروژن کل به آب‌های زیرزمینی به ترتیب 14/25 و 19/13 کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد گردید (جدول 2). نتایج برخی مطالعات (Brentrup et al., 2000, Brentrup et al., 2002 b; Brentrup et al., 2004 a; Brentrup et al., 2004 b) نشان داده است که پتانسیل آبشویی نیتروژن به میزان زیادی متأثر از نوع مدیریت نظام تولیدی و استفاده از نهاده‌های مختلف برای بهبود حاصلخیزی خاک می‌باشد، به طوری‌که مدیریت فشرده بدلیل افزایش تلفات نیتروژن و بویژه نیترات، افزایش ورود آن به آب‌های زیرزمینی را موجب می‌گردد. همچنین با توجه به این مطلب که استفاده از خاکورزی حفاظتی و بدلیل غیرمتحرک شدن نیتروژن، کاهش تلفات آن را به دنبال دارد (Almaraz et al., 2009) که کاهش آبشویی نیتروژن را موجب می‌گردد، بنظر می‌رسد که با

افزایش مصرف نهاده‌های آلی و کاهش عملیات خاکورزی بتوان از یکطرف باعث کاهش آبشویی نیترات و جلوگیری از تلفات آن گردید و از طرف دیگر، کاهش انتشار سایر گازهای گلخانه‌ای از جمله دی اکسید کربن به اتمسفر را موجب گردید. میزان انتشار فسفر به خاک برای نظام تولید ذرت 0/02 کیلوگرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد. میزان انتشار کادمیم در خاک (به عنوان درصد ناخالصی در کودهای فسفره) 987/93 میلی‌گرم به ازای یک تن دانه و مقدار انتشار آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها در خاک نیز 70/94 گرم به ازای یک تن دانه ذرت برآورد گردید (جدول 2).

در مرحله سوم ارزیابی چرخهٔ حیات که ارزیابی تأثیر چرخهٔ حیات می‌باشد، شش گروه تأثیر مدّ نظر قرار گرفت و تأثیر یک واحد کارکردی تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد بر هر یک از گروه‌های مؤثر مورد بررسی بصورت جداگانه بررسی و کمّی شد که نتایج آن به تفکیک در ذیل ارائه شده است:

گروه تأثیر کاهش منابع غیرقابل تجدید) میزان مصرف گازوئیل و گاز طبیعی به ترتیب 460/8 کیلوگرم در سال و 75/0 متر مکعب در سال و میزان مصرف کودهای معدنی پتاسیم و فسفر نیز به ترتیب 3/6 کیلوگرم K_2O و 0/6 کیلوگرم P_2O_5 در سال به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد (شکل 2). نای و همکاران (Nie et al., 2010) میزان تخلیه انرژی را برای تولید یک تن دانه ذرت در شرایط آب و هوایی چین 9147/8 مگاژول برآورد کردند.



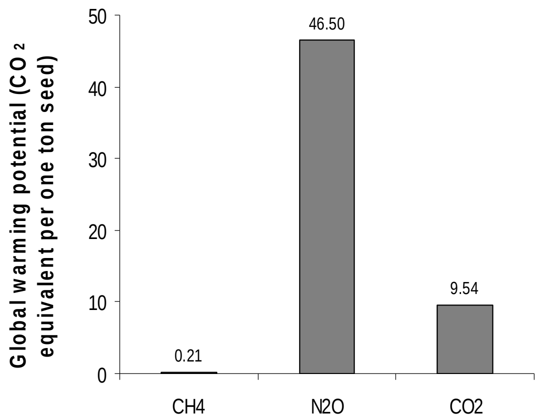
شکل 2- میزان مصرف منابع غیر قابل تجدید به ازای تولید یک تن دانه ذرت
Fig. 2- Depletion resources for a functional unit of corn

بطور کلی، میزان مصرف سوخت‌های فسیلی شامل گاز طبیعی و گازوئیل به ازای هر تن دانه به ترتیب 67 و 26 درصد از کل مصرف سوخت‌های فسیلی برآورد شد. نتایج برخی بررسی‌ها نشان داده است که مقدار مصرف گاز طبیعی، زغال سنگ و گازوئیل در نظام تولیدی گندم در اروپا به ترتیب معادل با 51، 35 و 14 درصد از کل مصرف سوخت‌های فسیلی می‌باشد (Brentrup et al., 2004 b). نظام‌های تولیدی اروپایی علاوه بر گاز طبیعی و گازوئیل از زغال سنگ نیز استفاده می‌کنند که این امر می‌تواند علاوه بر تخلیه منابع غیرقابل تجدید از طریق انتشار بیشتر انواع آلاینده‌ها و بویژه دی اکسید کربن به اتمسفر نقش مهمی در افزایش غلظت گازهای گلخانه‌ای و تشدید پیامدهای ناشی از آن از جمله گرمایش جهانی داشته باشد.

گروه تأثیر کاربری اراضی) با توجه به اینکه بعد از ذرت معمولاً محصول دیگری اغلب گندم یا جو در شرایط آب و هوایی مشهد کاشته می‌شود، لذا مشخص است که برای تولید هر هشت تن دانه ذرت به نیم هکتار زمین در سال نیاز می‌باشد که با توجه به پتانسیل تخریب طبیعت (0/8) (Brentrup et al., 2004 b) در نهایت به 0/5 هکتار زمین به ازای یک تن دانه ذرت نیاز می‌باشد که این مقدار زمین برای سایر مصارف از جمله حیات وحش قابل استفاده نخواهد بود.

گروه تأثیر تغییر اقلیم) از آنجا که مصرف کودهای نیتروژن-دار در بوم‌نظام‌های زراعی تولید ذرت نسبتاً بالا می‌باشد، لذا علاوه بر انتشار مستقیم دی‌اکسیدکربن تحت تأثیر بکارگیری ماشین آلات

0/15 کیلوگرم در هکتار اکسید نیترو به ازای یک واحد کارکردی ذرت تولید شد (جدول 2) که به دلیل بالا بودن ضریب مشخصه ایـن گـاز گلخانه‌ای در مجموع پتانسیل گرمایش جهـانی نظـام تولیـدی ذرت 56/3 واحد معادل دی اکسید کربن در هر هکتار نظـام تولیـدی ذرت برآورد شد (شکل 3). نـای و همکـاران (Nie et al., 2010) میـزان تولید متان و اکسید نیترو را به ترتیب 11/3 و 75/4 معادل دی اکسید کربن به ازای تولید یک تن دانه ذرت در شرایط چین برآورد کردند.

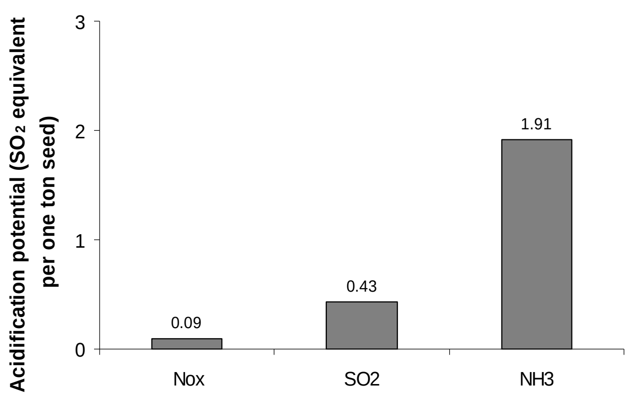


شکل 3- پتانسیل گرمایش جهانی متان، اکسید نیترو و دی اکسید کربن به ازای تولید یک تن دانه ذرت

Fig. 3- Global warming potential for CH_4, N_2O and CO_2 in a functional unit of corn

گروه تأثیر سمیّت‌زایی) میزان سمیّت‌زایی کادمیم بر انسـان 3/93×10-6 DALY و میزان این سمیّت‌زایی برای بوم نظام خشکی و آبی به ترتیب 0/17 و 116/58 کیلـوگرم مـاده مرجـع 1 و 4- دی کلرو بنزن برآورد شد.

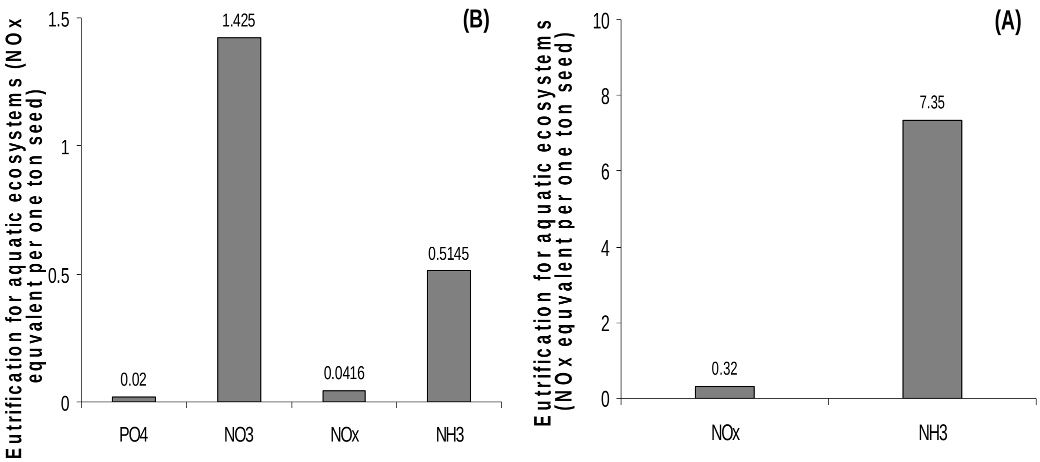
گروه تأثیر اسیدی شدن) سهم SO_2 (ناشی از سوختن مواد نفتی) و NO_x (ناشی از سوختن وسایل نقلیه) به ترتیـب 0/4 و 0/09 واحد معادل SO_2 به ازای یک واحد کارکردی تولید ذرت برآورد شـد. از طرف دیگر، بالا بودن مصرف کودهـای نیتـروژن‌دار در بـوم‌نظـام تولیدی ذرت باعث افزایش تبخیر گازهای حاصله و به تبع آن افزایش سهم آمونیاک (1/9 واحد معادل SO_2) شد که این مطلـب مـی‌توانـد افزایش پتانسیل اسیدی شدن را برای این نظـام تولیـدی بـه همـراه داشته باشد. در مجموع پتانسیل اسیدی شدن نظام تولیدی ذرت 2/43 واحد معادل SO_2 به ازای تولید هر تن دانه ذرت برآورد شد (شکل 4). نـای و همکـاران (Nie et al., 2010) میـزان انتشـار SO_2، NH_3 و NO_x را به ترتیب 0/85، 6/0 و 12/2 کیلوگرم به ازای تولید یک تن دانه ذرت برای شرایط آب و هوایی چین برآورد کردند.



شکل 4- پتانسیل اسیدی شدن اکسیدهای نیتروژن، دی اکسید گوگرد و آمونیاک به ازای تولید یک تن دانه ذرت

Fig. 4- Acidification potential for NO_x, SO_2 and NH_3 in a functional unit of corn

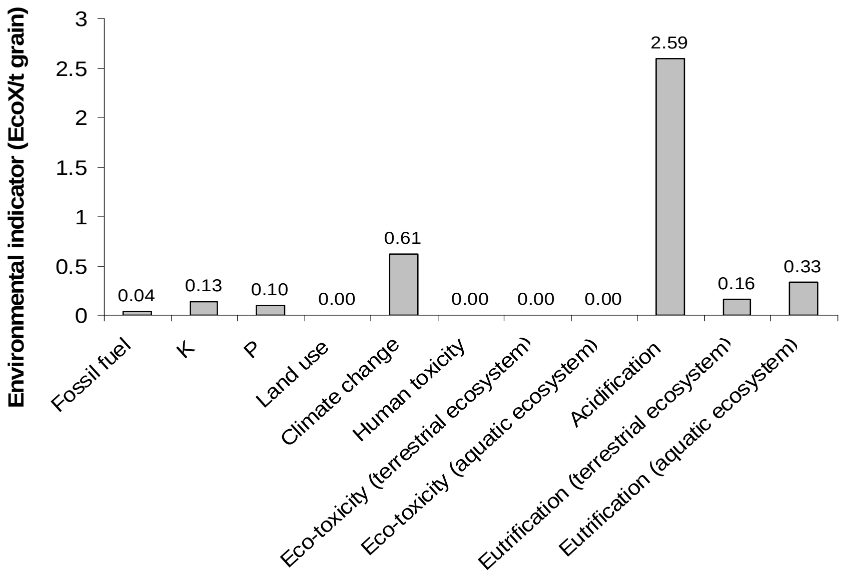
گروه تأثیر اوتریفیکاسیون) میزان NO_x و NH_3 انتشار یافته به بوم‌نظام‌های خشکی به ترتیب 0/3 و 7/4 واحد NO_x و میزان انتشار PO_4، NO_3، NO_x و NH_3 به بوم نظام‌های آبی نیز به ترتیب برابر با 0/02، 1/4، 0/04 و 0/5 واحد NO_x به ازای یک تن دانه ذرت برآورد شد (شکل 5).



شکل 5- پتانسیل اوتریفیکاسیون آلاینده‌های مختلف در بوم‌نظام‌های (الف) خشکی و (ب) آبی به ازای تولید یک تن دانه ذرت

Fig. 5- Eutrification potential of different pollutants in (A) terrestrial and (B) aquatic ecosystems in a functional unit of corn

محاسبه شاخص زیست محیطی برای نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد بر اساس شش گروه تأثیر نشان داد که بالاترین شاخص برای گروه تأثیر اسیدی شدن (2/59) حاصل شد و بعد از آن بیشترین اثرات زیست محیطی برای گروه تأثیر تغییر اقلیم (0/61) بدست آمد (شکل 6). وانگ و همکاران (Wang et al., 2010) با ارزیابی چرخهٔ حیات برای برنج در چین، بیشترین اثر زیست محیطی تولید این گیاه زراعی را برای تخلیه منابع آبی گزارش نمودند. گسول و همکاران (Gasol et al., 2007) با ارزیابی چرخهٔ حیات کلزا به منظور تولید انرژی زیستی در اسپانیا بیشترین اثر زیست محیطی را به دلیل استفاده زیاد از انواع کودهای شیمیایی بویژه کودهای نیتروژنه به تخلیه منابع غیرقابل تجدید نسبت دادند. وانگ و همکاران (Wang et al., 2010) با ارزیابی چرخهٔ حیات برای تولید ذرت دانه‌ای در شرایط آب و هوایی چین بیان داشتند که مهمترین اثر زیست محیطی برای کاربرد کودهای نیتروژن‌دار مشاهده شد. برانتراپ و همکاران (Brentrup et al., 2004 b) نیز با ارزیابی چرخهٔ حیات برای بوم-نظام‌های تولید گندم در شرایط استفاده از سطوح مختلف کود شیمیایی نیتروژن‌دار پی بردند که در سطوح پایین و بالای مصرف این کود، بیشترین تأثیرات زیست محیطی تولید یک واحد کارکردی گندم به ترتیب برای گروه‌های مؤثر تغییر کاربری زمین و اوتریفیکاسیون مشاهده شد. نای و همکاران (Nie et al., 2010) با ارزیابی چرخهٔ حیات به ازای تولید یک تن دانه ذرت در چین، بیشترین تأثیر زیست محیطی این نظام را برای گروه تأثیر اسیدی شدن محاسبه و بیان نمودند که استفاده از کشت مخلوط ذرت با گیاهان تثبیت‌کنندهٔ نیتروژن می‌تواند به عنوان راهکاری پایدار برای جلوگیری از مصرف نیتروژن در بوم‌نظام‌های زراعی مد نظر قرار گیرد.



شکل 6- شاخص زیست محیطی گروه‌های مختلف مؤثر به ازای تولید یک تن دانه ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد

Fig. 6- Aggregated environmental indicator values (EcoX) one ton of corn grain under Mashhad climatic conditions

نتیجه‌گیری

با توجه به اینکه در LCA سهم هر نظام تولیدی بر گروه‌های مؤثر کمّی می‌شود، لذا می‌توان با استفاده از این شاخص میزان اثرات زیست محیطی ناشی از یک واحد کارکردی را تعیین کرد و از روش‌های مختلف مدیریتی برای کاهش میزان تأثیرات زیست محیطی آن بر گروه‌های مؤثری که دارای بیشترین اثرات زیست محیطی هستند، بهره جست. نتایج این مطالعه نشان داد که بیشترین سهم اثرات زیست محیطی برای گروه تأثیر اسیدی شدن (2/59) و سپس تغییر اقلیم (0/61) حاصل شد. بدین ترتیب، چنین بنظر می‌رسد که بتوان از روش‌های مختلف مدیریت نظام زراعی بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده نظیر کاربرد انواع نهاده‌های آلی، کاشت گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و چندساله، استفاده از تناوب زراعی، بهره‌گیری از الگوهای متفاوت کاشت همچون کشت مخلوط، اعمال خاکورزی حداقل و کاهش مصرف انواع نهاده‌های شیمیایی برای کاهش اثرات زیست محیطی این نظام تولیدی بر گروه‌های مؤثر اسیدی شدن و تغییر اقلیم استفاده کرد و در نتیجه کاهش سهم این اثرات زیست محیطی را موجب شد.

منابع

Almaraz, J.J., Zhou, X., Mabood, F., Madramootoo, C., Rochette, P., Ma, B.L., and Smith, D.L. 2009. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. Soil and Tillage Research 104: 134-139.

Annual Energy Outlook. 1997. U.S. Department of Energy, Energy Information Administration: Washington, D.C., December, 1996; DOE/EIA-0383(97).

Barbier, E.B. 1987. The concept of sustainable economic development. Environmental Conservation 14: 101–110.

Bouwman, A.F. 1995. Compilation of a global inventory of emissions of nitrous oxide. PhD Thesis, University of Wageningen.

Brentrup, F., Kusters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2001. Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. European Journal of Agronomy 14: 221-233.

Brentrup, F., Kusters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2004a. Environmental impacts assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. I. Theorical concept of a LCA method tailored to crop production. European Journal of Agronomy 20: 247-264.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., and Kuhlmann, H. 2002a. Impact assessment of abiotic resources consumption-conceptual considerations. International Journal of Life Cycle Assessment 7: 301–307.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., and Kuhlmann, H. 2002b. Life cycle impact assessment of land use based on the Hemeroby concept. International Journal of Life Cycle Assessment 7: 339–348.

Brentrup, F., Kusters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H. 2004b. Environmental impacts assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology. II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. European Journal of Agronomy 20: 265-279.

Cannals, L.M., Romanya, J., and Cowell, S.J. 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in life cycle assessment (LCA). Journal of Cleaner Production 15: 1426-1440.

Diaz Goebes, M., Stader, R., and Davidson, C. 2003. An ammonia emission inventory for fertilizer application in the United Sattes. Atmospheric Environment 37: 2539-2550.

Eckert, H., Breitschuh, G., and Sauerbeck, D. 1999. Kriterien einer umweltverträglichen Landbewirtschaftung (KUL)-ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben (Criteria of Environmentally friendly land use (KUL)-a method for the environmental evaluation of farms). Agriculture Biotechnology Research 52: 57-76. (In German with English Summary)

EEA (European Environment Agency). 1998. Europe's Environment: The Second Assessment. EEA, Copenhagen.

Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R.B.H., Christiansen, K., and Klüppel, H.J. 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. International Journal of Life Cycle Assessment 11: 80–85.

Finnveden, G., and Potting, J. 1999. Eutrophication as an impact category, state of the art and research needs. International Journal of Life Cycle Assessment 4: 311–314.

Gasol, C.M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, M.J., and Rieradevall, J. 2007. Life cycle assessment of a *Brassica carinata* bioenergy cropping system in southern Europe. Biomass and Bioenergy 31: 543-555.

Goedkoop, M., and Spriensma, R. 1999. The Eco-Indicator 99. A damage oriented method of life cycle impact assessment. Methodology Report. Pré Consultants, Amersfoort.

Guinée, J. 1996. Data for the Normalization Step within Life Cycle Assessment of Products. CML Paper no. 14 (Revised version). CML (Centre of Environmental Science), Leiden.

Guinée, J.B. 2001. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden.

Houghton, J.T., Jenkins, G.J., and Ephraums, J.J. 1993. Climate Change. The IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press 365 pp.

Huijbregts, M.A.J. 2001. Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. PhD thesis, University ofAmsterdam, Amsterdam.

Huijbregts, M.A.J., and Seppälä, J. 2000. Towards region-specific, European fate factors for airborne nitrogen compounds causing aquatic eutrophication. International Journal of Life Cycle Assessment 5: 65–67.

ISO (International Organization for Standardization). 2006. ISO 14040: 2006 (E) Environmental Management – Life Cycle Assessment– Principles and Framework.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., and Rosenbaum, R. 2003. A new life cycle impact assessment methodology. The International Journal of Life Cycle Assessment 8: 324 – 330.

Koocheki, A. 1994. Agricultural and Energy. Ferdowsi University of Mashhad Publication, Mashhad, Iran. (In Persian)

Margni, M., Rossier, D., Crettaz, P., and Jolliet, O. 2002. Life cycle assessment of pesticides on human health and ecosystems. Agriculture, Ecosystem and Environment 93: 379–392.

Meisterling, K., Samaras, C., and Schweizer, V. 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. Journal of Cleaner Production 17: 222–230.

Monti, A., Fazio, S., and Venturi, G. 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. European Journal of Agronomy 31: 77-84.

Nie, S.W., Gao, W.S., Chen, Y.Q., Sui, P., and Eneji, A.E. 2010. Use of life cycle assessment methodology for determining phytoremediation potentials of maize-based cropping systems in fields with nitrogen fertilizer over-

dose. Journal of Cleaner Production 18: 1530-1534.

OECD. 2001. Environmental Indicators for Agriculture – Methods and Results, vol. III. OECD Publications, Paris, France, pp. 409.

Payraudeau, S., and van der Werf, H.M.G. 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. Agriculture, Ecosystems and Environment 107: 1–19.

Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., and Okadome, H. 2009. A review of cycle assessment (LCA) on some food products. Journal of Food Engineering 90: 1-10.

Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., ten Berge, H.F.M., van Keulen, H., and Neeteson, J.J. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. European Journal of Agronomy 20: 33-44.

Singh, K.P., Ghoshal, N., and Singh, S. 2009. Soil carbon dioxide flux, carbon sequestration and crop productivity in a tropical dryland agroecosystem: Influence of organic inputs of varying resource quality. Applied Soil Ecology 42: 243–253.

Stanners, D., and Bourdeau, P. 1995. Europe's Environment- The Dobris Assessment. European Environment Agency (EEA), Copenhagen.

Tzilivakis, J., Jaggard, K., Lewis, K.A., May, M., and Warner, D.J. 2005. Environmental impact and economic assessment for UK sugar beet production systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 107: 341–358.

Van Zeijts, H., Leneman, H., and Sleeswijk, A.W. 1999. Fitting fertilization in LCA: allocation to crops in a cropping plan. Journal of Cleaner Production 7: 69-74.

Wang, M., Xia, X., Zhang, Q., and Liu, J. 2010. Life cycle assessment of a rice production system in Taihu region, China. International Journal of Sustainable Development and World Ecology 17: 157-161.

Wang, M., Wu, W., Liu, W., and Bao, Y. 2007. Life cycle assessment of the winter wheat-summer maize production system on the North China Plain. International Journal of Sustainable Development and World Ecology 14: 400–407.

Yang, J.X., Xu, C., and Wang, R.S. 2002. Life cycle assessment of products and applications. Industry Publishing House Press, Beijing, pp. 105–114. (In Chinese with English Summary)

Journal of Agroecology
Vol. 11, No.3, Fall 2019, p. 925-939

نشریه بوم شناسی کشاورزی
جلد 11، شماره 3، پاییز 1398، ص 939-925

Study of Life Cycle Assessment (LCA) for Corn Production System under Mashhad Climatic Conditions

S. Khorramdel[1*], A. Koocheki[2], M. Nassiri Mahallati[2] and A. Mollafilabi[3]

Submitted: 11-11-2015
Accepted: 01-06-2016

Khorramdel, S., Koocheki, A., Nassiri Mahallati, M., and Mollafilabi, A. 2019. Study of life cycle assessment (LCA) for corn production system under Mashhad climatic conditions. Journal of Agroecology. 11(3): 925-939.

Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) is an appropriate technique for evaluating the potential effect of agriculture through assesses of material and energy flow throughout a product's life cycle that take measures for improving environmental performance and to make modifications to a crop system. Life cycle assessment (LCA) is a methodology for assessing the environmental impacts associated with a product, process or activity, by identifying, quantifying and evaluating the resources consumed, and all emissions and wastes released into the environment. Due to enhancing utilization of synthetic and chemical inputs in agriculture fields and its consequent environmental impacts, LCA seems to be an appropriate technique to quantify. This study examined the environmental impacts for corn production under Mashhad climatic conditions by using LCA methodology. The analysis considered the entire system, which was required to produce one ton of corn grain.

Materials and Methods

For this purpose a functional unit was assumed based on ISO 14040 methods. It included the extraction of raw materials (e.g. fossil fuels and minerals), the production and transportation of farming inputs (e.g. fertilizers) and all agricultural operations in the field (e.g. tillage and harvest). In a first step, all emissions and the consumption of resources connected to the different processes were listed in a Life Cycle Inventory (LCI) and related to a common unit, which is one ton of grain. Next a Life Cycle Impact Assessment (LCIA) was done, in which the inventory data were aggregated into indicators for environmental effects, which included resource depletion, land use, climate change (global warming), toxicity (human, terrestrial and aquatic toxicities), acidification and eutrophication (terrestrial and aquatic ecosystems). After normalization and weighting of the indicator values it was possible to calculate summarizing indicators for resource depletion and environmental impacts (EcoX).

Results and Discussion

The global warming potential (GWP) is used to express the contribution that gaseous emissions from production systems make to the environmental impact of climate change and global warming. Terrestrial eutrophication is caused by atmospheric deposition of nutrients on natural land agroecoecosystems. Aquatic eutrophication potential is mainly determined by the nitrate leaching and phosphorus. Acidification potential enhances with increased nitrogen fertilizer application and air emissions of SO_2, NO_x and NH_3. EcoX indicated that the highest environmental impacts were observed in acidification (2.59) and climate change (0.61) categories. The study reveals that despite the technological improvements in its manufacture and use during the last years, greater production intensity increases emissions of pollutants (such as N_2O, NO_x, NH_3 and PO_4-P) contributing to the greenhouse effect, acidification, and eutrophication. Fertilizers containing heavy metals (including Cd, Zn, Co, Se and Hg) also have a toxic effect.

Conclusion

LCA can be undertaken to account for all greenhouse gases (GHGs) emitted for crop production system so

1-Associate Professor, Department of Agrotechnology, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
2-Professor, Department of Agrotechnology, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
3-Assistant Professor, Research Institute of Food Science and Technology, Mashhad, Iran
(*- Corresponding author Email: khorramdel@um.ac.ir)
Doi:10.22067/jag.v11i3.51337

that mitigation approaches focus on the primary sources of GHG emissions. Diesel production and consumption used in field operations demonstrated to be the main source of environmental impacts in the different agricultural management techniques for all impact categories, except for eutrophication. Intensive application of chemical fertilizers led to adverse impact on resource uses efficiency into consideration, enhance environmental impact. Therefore, one of the appropriate strategies to mitigate the environmental effect of agricultural production is achieving suitable yield per unit of area by improving resource use efficiency. It seems that management systems based on low input system including organic fertilizers and minimum tillage could be regarded as alternative management strategies to reduce problematic environmental impacts. Rather than chemical fertilizers, organic amendments have been suggested as a method for 'low input agriculture' to achieve sustainability in dry land agriculture. The most important goal of any life cycle study is, of course, to improve and optimize the system.

Acknowledgement

This research was funded by Vice Chancellor for Research of Ferdowsi University of Mashhad, which is hereby acknowledged.

Keywords: Environmental impacts, Life cycle impact assessment, Emission, Resource use